

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2016.0388

段海静,蔡晓强,陈轶楠,等.2016.开封市公园地表灰尘 PAHs 污染与健康风险评价[J].环境科学学报,36(12):4500-4509

Duan H J, Cai X Q, Chen Y N, et al. 2016. Occurrence and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface dust from parks in Kaifeng, China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 36(12):4500-4509

## 开封市公园地表灰尘 PAHs 污染与健康风险评价

段海静<sup>1,2</sup>, 蔡晓强<sup>3</sup>, 陈轶楠<sup>1,2</sup>, 阮心玲<sup>1,2</sup>, 仝致琦<sup>1,2</sup>, 马建华<sup>1,2,\*</sup>

1. 河南大学资源与环境研究所, 开封 475004
2. 黄河文明传承与现代文明建设协同创新中心, 开封 475001
3. 开封市环境监测站, 开封 475000

收稿日期:2016-06-23 修回日期:2016-10-09 录用日期:2016-10-09

**摘要:**应用气相色谱-质谱联用仪(GC-MS)测定了开封市相国寺、铁塔公园、龙亭公园、清明上河园等4个公园的53个地表灰尘样品中的16种优控多环芳烃(PAHs)含量,并分析了PAHs的来源、组成、污染水平和健康风险.结果表明:样品 $\Sigma$ PAHs含量在332.20~7535.10  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,平均值为1320.10  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,其中,单体PAHs以菲、葱、荧葱、芘、苯并(a)葱、苯并(b)荧葱和苯并(a)芘等4~5环化合物含量较高;相国寺、铁塔公园、龙亭公园灰尘分别达到重度、中度、轻度PAHs污染,清明上河园未检测到PAHs污染.终生癌症风险增量模型(ILCRs)评价结果显示,儿童健康风险高于成人,皮肤接触灰尘PAHs是导致儿童和成人高风险的最主要暴露途径,其次是手口摄入途径.灰尘PAHs综合致癌风险(CR)的顺序为相国寺>铁塔公园>龙亭公园>清明上河园,其中,相国寺的CR超过 $10^{-6}$ ,存在人体可耐受的致癌风险,其他公园不存在健康风险.影响公园灰尘PAHs含量、污染程度和健康风险的因素非常复杂,是建园时间、地理位置、公园性质、游客密度及周边环境状况等多种因素综合的结果.灰尘PAHs主要来源于石油、煤和生物质不完全燃烧,以及石油泄漏等.

**关键词:**公园;地表灰尘;PAHs;污染;健康风险;开封市

文章编号:0253-2468(2016)12-4500-10 中图分类号:X523, X820.4 文献标识码:A

## Occurrence and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface dust from parks in Kaifeng, China

DUAN Haijing<sup>1,2</sup>, CAI Xiaoqiang<sup>3</sup>, CHEN Yinan<sup>1,2</sup>, RUAN Xinling<sup>1,2</sup>, TONG Zhiqi<sup>1,2</sup>, MA Jianhua<sup>1,2,\*</sup>

1. Institute of Natural Resources and Environment, Henan University, Kaifeng 475004
2. Collaborative Innovation Center on Yellow River Civilization of Henan Province, Kaifeng 475001
3. Kaifeng Environmental Monitoring Station, Kaifeng 475000

Received 23 June 2016; received in revised form 9 October 2016; accepted 9 October 2016

**Abstract:** Fifty-three surface dust samples collected from four parks in Kaifeng City, China, were analyzed for 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by the gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS) method. Meanwhile, the occurrence and health risk of PAHs in these areas were analyzed. While the contamination level of PAHs was analyzed by using the Nemerow composite index ( $P$ ), the health risk was evaluated based on the incremental lifetime cancer risk (ILCR) and cancer risk (CR) model recommended by USEPA, respectively. Results showed that the  $\Sigma$ PAHs concentrations in the surface dust ranged from 332.20 to 7535.10  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  with a mean of 1320.10  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , which were dominated by the 4- and 5-ring PAHs (Phe, Ant, Flu, Pyr, BaA, BbF, BaP). The  $P$  values showed different pollution level of PAHs in the four parks as follows: seriously polluted in Xiangguosi Park (PX), moderately polluted in Tieta Park (PT), slightly polluted in Longting Park (PL) and precaution in Qingmingshanghe Park (PQ). The ILCR assessment indicated that the health risks for children exposed to dust-borne were considerably greater than those of adults, and for both

**基金项目:**国家自然科学基金(No.41430637,41171409,41201211);河南省科技厅项目(No.142102310251);河南省高校科技创新团队支持计划资助项目(No.16IRTSTHN012)

**Supported by** the National Natural Science Foundation of China (No.41430637,41171409,41201211), the Project of Science and Technology Department of Henan Province(No.142102310251)and the Program for Innovative Research Team (in Science and Technology) in University of Henan Province(No.16IRTSTHN012)

**作者简介:**段海静(1983—),女,讲师(博士),E-mail:jingjingd1983@126.com; \* 通讯作者(责任作者),E-mail:mjh@henu.edu.cn

**Biography:** DUAN Haijing (1983 —), female, lecturer (Ph.D.), E-mail: jingjingd1983@126.com; \* **Corresponding author**, E-mail: mjh@henu.edu.cn

adults and children the dermal contact was the predominant exposure path that induced a relatively higher risk, followed by the ingestion. The average CR decreased in the order of PX>PT>PL>PQ. The average CR of  $\Sigma$ PAHs in PX was higher than  $10^{-6}$ . The history, features, geographical location, density of tourists and surrounding environment of parks were essential factors affecting the PAHs concentration, pollution level and CR in dusts. The analysis of sources apportionment indicated that petroleum emission, petroleum, biomass and coal combustion were the main sources of PAHs.

**Keywords:** park; surface dust; PAHs; pollution; health risk; Kaifeng City

## 1 引言( Introduction)

多环芳烃(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)是由两个或两个以上苯环组成,广泛存在于大气、土壤、水体和地表灰尘中的一类持久性有机污染物.由于多环芳烃对人体具有“三致”(致癌、致畸、致突变)特性,故引起了国内外学者的广泛关注.美国环保署(USEPA)将萘、苊、苊烯、芴、菲、葱、荧蒽、芘、苯并(a)葱、蒽、苯并(k)荧蒽、苯并(b)荧蒽、苯并(a)芘、二苯并(a,h)葱、茚并(1,2,3-cd)芘、苯并(g,h,i)芘等16种PAHs单体列为优控污染物.地表灰尘作为环境污染物重要的“源”和“汇”,因粒径较小(1~1000  $\mu\text{m}$ )(Yap *et al.*, 2012)、易富集重金属和PAHs等污染物,且在外力作用下可发生反复“扬起-沉降”,能通过手-口摄入、呼吸吸入和皮肤接触等途径进入人体,产生健康危害,已经成为众多学者研究的对象(Boonyatumanond, *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2007; 向丽等, 2010; 周宏仓等, 2010; Lorenzi *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2011a; Saeedi *et al.*, 2012; Jiang *et al.*, 2014; Soltani *et al.*, 2015; Wei *et al.*, 2015; Bandowe, *et al.*, 2016; 王丽等, 2016; Zheng, *et al.*, 2016). 国内外学者曾对街道灰尘(Boonyatumanond, *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2007; 向丽等, 2010; Lorenzi *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2011a; Saeedi *et al.*, 2012; Jiang *et al.*, 2014; Wei *et al.*, 2015; Soltani *et al.*, 2015; Bandowe, *et al.*, 2016; 王丽等, 2016; Zheng, *et al.*, 2016)、空调滤网灰尘(周宏仓等, 2010)、室内灰尘(Mannino *et al.*, 2008; Qi *et al.*, 2014)、大气降尘(Zhang *et al.*, 2008)中的PAHs开展过大量研究.尤其在环境介质PAHs源解析方面,先后使用了特征化合物比值法(马晓轩等, 2007; 周宏仓等, 2010; Lorenzi *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2011a; 2011b; Jiang *et al.*, 2014; 李海燕等, 2014; Qi *et al.*, 2014; 王丽等, 2016; Liang *et al.*, 2016)、谱图法(Grimmer *et al.*, 1981)、标志物法(Ravindra *et al.*, 2008)等定性方法,以及

排放源清单法(Inomata *et al.*, 2012)、化学质量平衡模型法(Miguel *et al.*, 1989)、主成分分析-多元线性回归法(Liu *et al.*, 2007; 杜芳芳等, 2014; 王丽等, 2016)、正矩阵因子分解法(Larsen *et al.*, 2003)等定量方法.但是,迄今为止尚未见到公园地表灰尘PAHs污染和健康风险研究的报道.

开封市地处豫东平原,是国务院首批公布的24座历史文化名城之一,旅游资源极其丰富,仅市区旅游景点就达18处之多.近年来随着郑(州)-开(封)公交及轻轨相继通车,来开封旅游的国内外游客日益增多.截止2013年底,开封市游客人数达到4990.2万人次,旅游收入207.8亿元,占全市GDP的15.24%(开封市统计局, 2014).因此,本研究选择开封市4个主要公园为研究对象,开展公园地表灰尘(以下简称公园灰尘)PAHs的含量、组成、污染、健康风险及来源探讨,旨在提高公园管理人员和游客健康水平,并为开封市公园环境管理和污染治理提供依据.

## 2 材料与方法( Materials and methods)

### 2.1 样点布设与样品采集

综合考虑开封市各个公园的面积、建园时间、知名度、客流量、环境状况及空间分布均匀性等因素,选择龙亭公园(PL)、铁塔公园(PT)、相国寺(PX)和清明上河园(PQ)作为研究对象.灰尘样点布设于各景区道路、停车场和景点场地等硬化地面上,样点数目依公园面积和景点多少而定.4个公园的位置及详细信息见表1和图1.公园灰尘样品采集于2014年9月.采样前一周无降水,在晴朗无风或弱风的天气条件下采集样品.各个公园的采样背景基本一致,每天早晨清扫灰尘一次,垃圾及时拾拣并集中存放清运.在每个采样点上,首先用塑料毛刷和簸箕收集5个灰尘子样(每个子样重约100 g),然后将其充分混合,挑拣出植物残体、砖块或石子,放入聚乙烯自封袋中保存.本研究在公园PL、PT、PX和PQ分别采集18、11、8和16个灰尘样品,共53个样品.

表 1 采样公园信息表

Table 1 The sampling park information in Kaifeng City

公园	建园时间	景点级别	样点数/个	面积/hm <sup>2</sup>			游客量/万人		
				陆地面积	水域面积	绿地面积	2012 年	2013 年	2014 年
PL	1692 年	国家 4A	18	39.30	47.30	12.20	95	110.0	130.0
PT	1773 年	国家 4A	11	41.62	9.62	10.70	30	32.2	33.8
PX	1776 年	国家 4A	8	2.00	0.00	0.50	69	61.0	68.0
PQ	1998 年	国家 5A	16	32.00	8.00	10.30	168	176.0	226.0

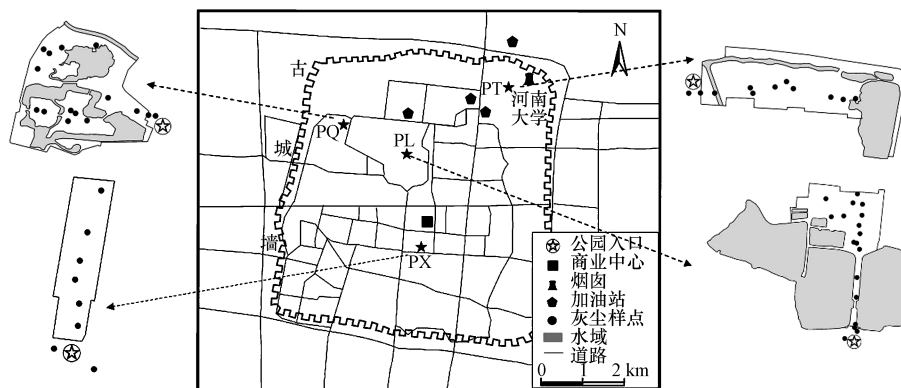


图 1 开封市公园灰尘样点分布图

Fig.1 Location of the park dust samples in Kaifeng City

## 2.2 样品处理与 PAHs 含量测定

将灰尘样品在室内进一步风干,用玛瑙研钵反复研磨,全部通过 60 目(0.25 mm)尼龙筛(卢福峰等, 2007),备用。

样品 PAHs 萃取:称取灰尘样品 15 g,与适量硅藻土混匀,填满 22 mL 萃取池.使用全自动快速溶剂萃取仪(ASE-350,美国戴安)提取灰尘中的 PAHs.萃取溶剂是正己烷/丙酮混合液(体积比 1:1),提取温度 140 °C,系统压强 10.3 MPa,加热时间 7 min,静态萃取时间 5 min,清洗体积占萃取池体积的 60%,氮吹时间 60 s,循环次数 2 次。

样品 PAHs 净化:使用 Florisil 固相萃取柱(德国 Siomon Aldrich 500 mg/6mL SPE 小柱)在全自动固相萃取仪(Preval SPE 304,北京)进行净化.先将萃取液经氮吹仪(温度 50 °C)浓缩至 2 mL,然后按下述程序进行净化.①活化:取 5 mL 丙酮/正己烷混合液(体积比 1:9)加入柱管,用真空泵以 4 mL·min<sup>-1</sup>的流速抽至液面与固相物质持平,再加入 5 mL 正己烷进行二次活化;②上样:将 3 mL 萃取液加入柱内,用真空泵以 4 mL·min<sup>-1</sup>的流速过柱,抽空,用试管收集流出液;③淋洗:向柱中加入 5 mL 丙酮/正己烷(体积比 1:9)混合液,以 4 mL·min<sup>-1</sup>的流速淋洗,抽空,收集淋洗液于同一试管中;④氮吹:用氮吹仪(温度 50 °C)将收集液吹至近干后,用

正己烷定容至 1 mL 待测。

灰尘 PAHs 含量测定:用气相色谱-质谱联用仪(GC-MS, Agilent 5975C/7890A)测定样品 PAHs 含量.使用 HP-5MS 柱子(30 m×0.25 mm×0.25 μm),色谱柱流速 1.2 mL·min<sup>-1</sup>;程序升温:70 °C,保持 5 min,以 20 °C·min<sup>-1</sup>升温到 280 °C,保持 10 min;离子源温度 230 °C,四级杆温度 150 °C,传输线温度 280 °C;离子监测模式为 SIM 模式,外标法定量。

## 2.3 质量控制

实验过程中采用方法空白、加标空白、平行实验进行质量控制,同时使用无目标物的基质进行回收实验.加标回收率变化在 67%~123%之间,平均回收率为 80%;对每个样品( $n=53$ )都平行试验 2 次,平行样的相对误差均在 15%以内。

## 2.4 灰尘 PAHs 的污染评价方法

采用内梅罗综合污染指数( $P$ )评价灰尘中 PAHs 的污染状况,计算公式为(Wang *et al.*, 2011b):

$$P_i = \frac{C_i}{C_s} \quad (1)$$

$$P = \sqrt{\frac{P_{i\max}^2 + \left(\frac{1}{n} \sum_n P_i^2\right)}{2}} \quad (2)$$

式中, $P_i$ 是灰尘 PAHs 组分  $i$  的污染分指数, $C_i$ 是  $i$

种多环芳烃的实测含量,  $C_i$  是  $i$  种多环芳烃的评价参比值,  $P_{\max}$  为各组分污染分指数的最大值,  $P$  是某样点各种 PAHs 的综合污染指数.  $P$  的分级采用《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166—2004) 中的标准:  $P \leq 0.7$ , 安全;  $0.7 < P \leq 1$ , 警戒限;  $1 < P \leq 2$ , 轻污染;  $2 < P \leq 3$ , 中污染;  $P > 3$ , 重污染.

## 2.5 灰尘 PAHs 健康风险评价方法

目前, 终生癌症风险增量模型 (Incremental Lifetime Cancer Risk, ILCRs) 被广泛应用于环境中 PAHs 的健康风险评估 (Wang *et al.*, 2011a; Saeedi *et al.*, 2012; Soltani *et al.*, 2015; Bandowe *et al.*, 2016). 本研究采用 ILCRs 模型评估儿童和成人通过误食、呼吸和皮肤接触等途径暴露公园灰尘 PAHs 的健康风险. 经手-口直接摄入、经呼吸摄入、经皮肤接触摄入途径 PAHs 摄取量的计算公式如式(3)~(5)所示 (Wang *et al.*, 2011a; Saeedi *et al.*, 2012; Jiang *et al.*, 2014; Soltani *et al.*, 2015; Bandowe *et al.*, 2016).

$$ILCR_{\text{误食}} = \frac{CS \times CSF_{\text{误食}} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times IR_{\text{误食}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (3)$$

$$ILCR_{\text{呼吸}} = \frac{CS \times CSF_{\text{呼吸}} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times IR_{\text{呼吸}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (4)$$

$$ILCR_{\text{皮肤接触}} = \frac{CS \times CSF_{\text{皮肤接触}} \times \sqrt[3]{\frac{BW}{70}} \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (5)$$

$$CS = \sum (PAH_i \times TEF_i) \quad (6)$$

$$CR = \sum (ILCR_{\text{误食}} + ILCR_{\text{呼吸}} + ILCR_{\text{皮肤接触}}) \quad (7)$$

式中,  $CS$  是某样点各种灰尘 PAHs 单体的毒性当量浓度 ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ );  $TEF$  是某 PAHs 单体相当于 BaP 的毒性系数;  $CSF$  是 PAHs 的致癌斜率因子 ( $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$ ), 基于 BaP 的致癌能力而确定,  $CSF_{\text{误食}}$ 、 $CSF_{\text{呼吸}}$  和  $CSF_{\text{皮肤接触}}$  分别为 7.3、3.85 和 25 ( $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$ ) (Wang *et al.*, 2011a; Saeedi *et al.*, 2012; Soltani *et al.*, 2015);  $ILCR_{\text{误食}}$ 、 $ILCR_{\text{呼吸}}$ 、 $ILCR_{\text{皮肤接触}}$  分别是人体经手-口误食、呼吸吸入和皮肤接触暴露灰尘 PAHs 所致的健康风险;  $CR$  是上述 3 种暴露途径的总风险. 公式中涉及的其他参数及其取值见表 2 和表 3.  $CR$  的致癌风险等级划分标准 (Jiang *et al.*, 2014; Soltani *et al.*, 2015) 为:  $CR < 10^{-6}$  表示可以接受的安全范围,  $10^{-6} < CR < 10^{-4}$  表示存在人体可耐受的潜在风险,  $CR > 10^{-4}$  表示有较大的潜在风险.

表 2 终身致癌风险评价模型部分参数及其取值

Table 2 Parameters used in the incremental lifetime cancer risk assessment

暴露参数	含义	单位	取值		参考文献
			儿童(1~6岁)	成人(7~31岁)	
BW	平均体重	kg	15	61.5	Shi <i>et al.</i> , 2011
EF	暴露频率	$\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$	180	180	Shi <i>et al.</i> , 2011
ED	暴露年限	a	6	24	US EPA, 2001
$IR_{\text{呼吸}}$	呼吸速率	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	10	20	Soltani <i>et al.</i> , 2015
$IR_{\text{误食}}$	灰尘摄取率	$\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$	200	100	US EPA, 2001
SA	接触灰尘的皮肤面积	$\text{cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}$	2800	5700	US EPA, 2001
AF	灰尘附着因子	$\text{mg} \cdot \text{cm}^{-2}$	0.2	0.07	US EPA, 2001
ABS	皮肤吸附系数		0.13	0.13	US EPA, 2001
AT	人均寿命	d	70×365	70×365	Ferreira-Baptista <i>et al.</i> , 2005
PEF	土壤尘形成系数	$\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$	$1.36 \times 10^9$	$1.36 \times 10^9$	Shi <i>et al.</i> , 2011

需要指出的是, 健康风险评价带有一定的不确定性, 如暴露途径的不确定性、摄入量的不确定性、居民个体的不确定性、模型的不确定性等, 这些不确定性都会在一定程度上影响评价结果的可靠性.

## 3 结果分析 (Results)

### 3.1 灰尘 PAHs 组成与含量分析

从 4 个公园的灰尘 PAHs 含量统计 (表 3) 可见,

$\Sigma$ PAHs的含量范围为 332.20~7535.10  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,平均值为 1320.10  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;LMW 和 HMW 的平均含量分别为 487.27  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  和 832.83  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,分别占  $\Sigma$ PAHs的 36.9%和 63.1%.强致癌性单体苯并[a]芘平均含量为 114.79  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,占总多环芳烃含量的 8.69%.PAHs 单体主要以高环(4~6 环)化合物为主,分别为菲、蒽、荧蒽、芘、苯并(a)蒽、苯并(b)荧

蒽和苯并(a)芘,平均含量依次为 200.48、122.52、173.75、108.51、146.20、114.79  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;含量最低的是芘烯和芘,平均含量分别为 13.68 和 7.46  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ .由表 3 还可以看出,除芘烯、芘、芴属于中等变异外,其他单体均属于强变异,其中,萘、苯并(a)芘、二苯并(a,h)蒽、茚并(1,2,3-cd)芘的变异系数(CV)高于 160%.

表 3 灰尘 PAHs 的描述性统计

Table 3 Statistics of PAHs contents in dust samples

PAHs 单体	环数	TEF <sup>a</sup>	含量/( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )			CV
			最小值	最大值	均值	
萘(Nap)	2	0.001	11.93	1931.85	110.54	236.81%
芘烯(Ace)	3	0.001	1.29	55.22	13.68	81.21%
芘(Acy)	3	0.001	0.00	19.86	7.46	58.71%
芴(Fl)	3	0.001	0.00	99.77	32.59	62.38%
菲(Phe)	3	0.001	40.13	1333.31	200.48	100.16%
蒽(Ant)	3	0.01	0.00	644.81	122.52	103.08%
荧蒽(Flu)	4	0.001	16.43	973.18	173.75	105.52%
芘(Pyr)	4	0.001	0.73	721.07	108.51	121.23%
蒾(Chr)	4	0.01	2.35	431.46	57.05	124.77%
苯并(a)蒽(BaA)	5	0.1	19.01	837.33	146.20	114.42%
苯并(k)荧蒽(BkF)	5	0.1	0.00	321.58	50.01	113.04%
苯并(b)荧蒽(BbF)	5	0.1	0.00	658.02	99.87	117.82%
苯并(a)芘(BaP)	5	1	6.11	1137.93	114.79	162.36%
二苯并(a,h)蒽(DaA)	5	1	0.00	543.64	38.60	223.03%
茚并(1,2,3-cd)芘(IP)	6	0.1	0.00	535.32	21.91	359.33%
苯并(g,h,i)芘(BghiP)	6	0.01	0.00	184.95	22.15	139.91%
$\Sigma$ PAHs	—	—	332.20	7535.10	1320.10	93.53%
LMW <sup>b</sup>	—	—	111.90	3357.20	487.27	100.56%
HMW <sup>c</sup>	—	—	142.10	4177.90	832.83	95.70%

注:a.PAHs 单体相当于 BaP 的毒性系数(Wang *et al.*, 2011a);b.低环(2~3 环)PAHs 的含量之和;c.高环(4~6 环)PAHs 的含量之和.

与国内外其他城市地表灰尘 PAHs 含量相比,开封市 4 个公园的灰尘  $\Sigma$ PAHs 平均含量除高于泰国曼谷((1100 ± 801)  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Boonyatumanond *et al.*, 2007)、伊朗伊斯法罕(1074.58  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Soltani *et al.*, 2015)、北京(398  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 向丽等, 2010)外,远低于兰州(3900  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Jiang *et al.*, 2014)、广州(4800  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Wang *et al.*, 2011a)、上海(冬季 20648  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 夏季 14098  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Liu *et al.*, 2007)、贵阳(1928.66  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 王娅等, 2012)、新乡(3223.11  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 郭佳佳等, 2012)等城市.这可能是由于上述研究的灰尘样品多采集于城市街道,而本研究采集于 PAHs 外源性输入相对较少的公园造成的.

将 4 个公园灰尘 PAHs 按照 2~3 环、4 环、5~6 环作三角图(图 2)可知,2~3 环 PAHs 占  $\Sigma$ PAHs 的 17.42%~61.71%,平均为 38.07%;4 环 PAHs 占

$\Sigma$ PAHs 的 19.35%~47.16%,平均为 31.43%;5~6 环 PAHs 占  $\Sigma$ PAHs 的 13.66%~47.09%,平均为

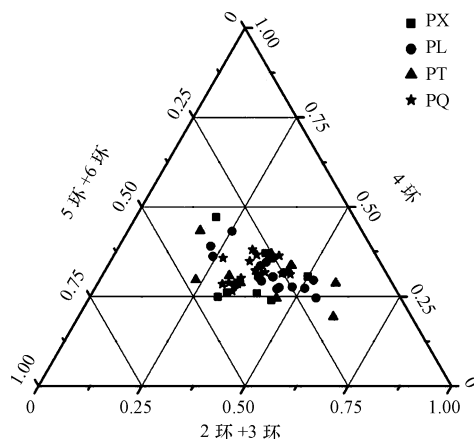


图 2 不同公园灰尘 PAHs 单体的环数分布

Fig.2 Distribution of PAHs with different rings in Parks

30.50%。4 个公园灰尘中的 PAHs 均以 4 环以上的单体为主,平均占  $\Sigma$ PAHs 的 61.93%。不同公园的灰尘 PAHs 组分特征基本相似,表明其来源具有一定的相似性。从不同公园各样点的 PAHs 组分在三角图中的散布情况看,PX 和 PQ 的散点比其他两个公园更为集中一些,表明其 PAHs 的来源更为相似。

4 个公园灰尘 PAHs 的含量和组成存在着一定差异(图 3)。公园灰尘  $\Sigma$ PAHs 平均含量表现为 PX ( $2472.00 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > PT ( $1527.64 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > PL ( $1066.22 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > PQ ( $887.09 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ), LMW、

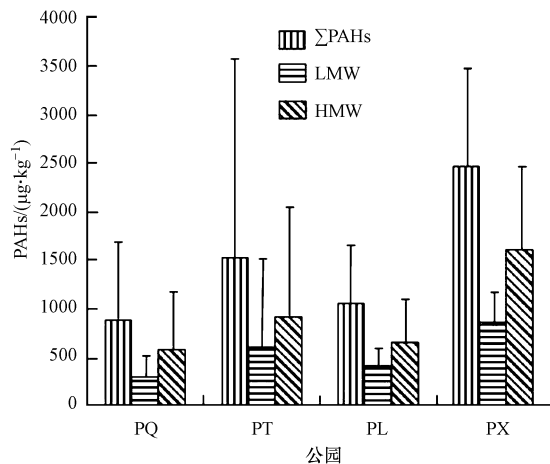


图 3 不同公园灰尘 PAHs 的组成与含量

Fig.3 Composition and concentration of different dust PAHs in Parks

HMW 也表现出类似的趋势, HMW 的平均含量显著高于 LMW, PX、PT、PL 和 PQ 的 HMW/LMW 分别为 1.87、1.49、1.60、1.95。PX 灰尘中的苯并(a)芘、二苯并(a,h)蒽、茚并(1,2,3-cd)芘含量在 4 个公园中最高,分别是 4 个公园平均值的 9.91、14.08、24.43 倍,因此,该市公园灰尘中这些 PAHs 单体含量的变异系数很大。这可能与该公园位于城市中心,周围是繁华的商业区,紧邻城市主干道自由路,车流量大,建园历史悠久等因素有关。

### 3.2 灰尘 PAHs 污染评价

选择加拿大农业土壤标准中 PAHs 的单体限值(萘、菲、芘、苯并[a]芘、苯并[a]蒽、苯并[k]荧蒽、苯并[b]荧蒽、二苯并[a,h]蒽、茚并[1,2,3,cd]芘)的限值为  $100 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Aannokkee, 1990) 作为式(1)中的  $C_s$  值,计算得到公园灰尘 PAHs 的  $P$  值及其不同污染程度样点百分数(表 4)。由表 4 可知,不同公园灰尘的 PAHs 污染程度不同,平均污染程度的大小顺序为 PX(重污染) > PT(中污染) > PL(轻污染) > PQ(警戒线)。PX 全部样点的灰尘 PAHs 都在轻度污染以上,重污染样点数占样点总数的 62.50%; PT 和 PL 主要为轻污染,但前者中污染和重污染样点多于后者,分别为 27.27% 和 5.55%; PQ 大部分样点都在警戒限以下,占总样点数的 81.25%,轻、中、重污染样点数均占样点总数的 6.25%。

表 4 不同公园 PAHs 的  $P$  值及不同污染程度样点百分数

Table 4  $P$  indexes of PAHs in dusts and the number of samples in different pollution categories

采样公园	$P$		不同污染程度样点百分数				
	范围	平均	安全	警戒限	轻污染	中污染	重污染
PX ( $n=8$ )	1.72~8.31	3.69	—	—	37.50%	—	62.50%
PL ( $n=18$ )	0.43~3.09	1.24	16.67%	27.78%	50.00%	—	5.55%
PT ( $n=11$ )	0.74~14.36	2.60	—	18.18%	45.45%	18.18%	9.09%
PQ ( $n=16$ )	0.32~3.29	0.97	43.75%	37.50%	6.25%	6.25%	6.25%

### 3.3 灰尘 PAHs 健康风险评价

按照式(3)~(7)计算得到公园灰尘针对成人和儿童经 3 种暴露途径的多环芳烃的 ILCRs 和 CR (表 5)。由表 5 可知,对于成人和儿童,3 种暴露途径的平均 ILCRs 和 CR 均小于  $10^{-6}$ ,总体上不存在致癌风险。不管是成人还是儿童,皮肤接触是最主要的灰尘 PAHs 暴露途径,其 ILCRs<sub>皮肤接触</sub> 分别占其 CR 的 64.05%(成人)和 55.48%(儿童);其次是误食灰尘 PAHs 暴露途径,分别占其 CR 的 36.06%(成人)和 44.52%(儿童);而吸入灰尘 PAHs 暴露途径低于

表 5 成人和儿童不同暴露途径的 ILCRs 和 CR

Table 5 ILCRs and CR in different exposure approaches for adult and child

人群	统计值	ILCRs <sub>摄入</sub>	ILCRs <sub>皮肤接触</sub>	ILCRs <sub>呼吸</sub>	CR
儿童	最小值	$2.47 \times 10^{-8}$	$3.07 \times 10^{-8}$	$4.78 \times 10^{-13}$	$5.54 \times 10^{-8}$
	最大值	$2.98 \times 10^{-6}$	$3.71 \times 10^{-6}$	$5.77 \times 10^{-11}$	$6.69 \times 10^{-6}$
	均值	$4.06 \times 10^{-7}$	$5.06 \times 10^{-7}$	$7.87 \times 10^{-12}$	$9.12 \times 10^{-7}$
成人	最小值	$1.92 \times 10^{-8}$	$3.42 \times 10^{-8}$	$1.49 \times 10^{-12}$	$5.34 \times 10^{-8}$
	最大值	$2.32 \times 10^{-6}$	$4.13 \times 10^{-6}$	$1.80 \times 10^{-10}$	$6.45 \times 10^{-6}$
	均值	$3.17 \times 10^{-7}$	$5.63 \times 10^{-7}$	$2.45 \times 10^{-11}$	$8.79 \times 10^{-7}$

其他2种途径4~5个数量级,可忽略不计.该结论与以往的研究相一致(Wang *et al.*, 2011b; Jiang *et al.*, 2014).

从各个公园灰尘PAHs对儿童和成人的平均健康风险(图4)来看,对儿童的风险略大于成人,方差分析表明二者差别显著( $p < 0.01$ ).不管对儿童还是成人,各公园灰尘PAHs的平均CR均为PX>PT>PL>PQ.除PX灰尘PAHs的致癌风险均超过 $10^{-6}$ ,存在人体可耐受的潜在致癌风险外,其他公园都不存在健康风险.公园PX的灰尘PAHs人体可耐受致癌风险超过 $10^{-6}$ 的样点有5个,占样点总数的62.50%,应该引起重视.建议增加清水冲刷地面的次数,保洁人员在清扫灰尘时注意加强劳动保护.

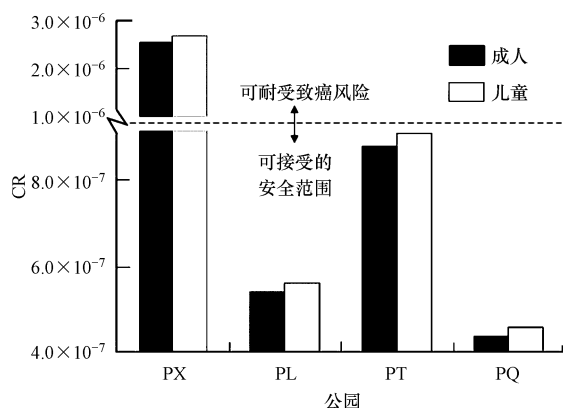


图4 各公园灰尘PAHs对成人和儿童的平均CR

Fig.4 Average CR of PAHs for adult and child in dust from different parks

## 4 讨论 (Discussion)

### 4.1 不同公园灰尘PAHs污染和健康风险差别原因

选择4个公园的灰尘PAHs综合污染指数、成人健康风险、水域面积比(水域面积与公园面积的比值)、2012—2015年年均游客密度为指标绘图,由图5可见,PX内没有水域,年均游客密度、 $P$ 和成人CR都最大,而PL的水域面积比最大,年均游客密度较小,其 $P$ 和成人CR都小于PX,表现出灰尘PAHs的 $P$ 和CR与游客密度呈正相关,与水域面积比呈负相关.但是,这种关系并不能解释PT和PQ的灰尘PAHs污染和健康风险大小,证明影响公园灰尘PAHs污染和健康风险大小的因素非常复杂,是建园时间、地理位置、公园性质(佛教圣地、休闲娱乐公园)、游客密度及周边环境状况等多种因素

综合的结果.

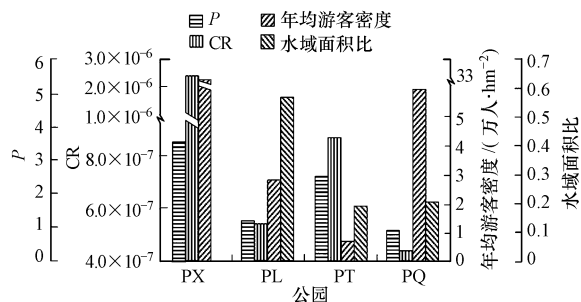


图5 各公园灰尘PAHs污染、健康风险与年游客密度、水域面积比的关系

Fig.5 Relationships between the  $P$ , CR of PAHs in the dusts and visitor density per unit area, ratio of water area and park area in parks

公园PX位于开封市繁华的商业中心,紧邻相国寺市场、振河商业中心、马道街等商业街;西临中山路,南濒自由路,西南方是开封市运营时间最长的相国寺汽车站;周边居住着大量居民.相国寺建于北齐文宣帝天保六年(555年),但曾遭到多次黄河泛滥淹没,现存寺院是清朝乾隆年间(1776年)在原址上重建的,历史悠久,香客络绎不绝.可见,相国寺地表灰尘PAHs是多源的,既有汽车燃油和居民燃煤排放的PAHs,也有寺院佛事活动和商业活动排放的PAHs,这可能导致该公园地表灰尘PAHs含量高,污染最为严重,出现了人体可耐受的潜在健康风险.

公园PT位于开封市老城区东北隅,建于唐代开元十七年(729年),也曾遭到多次黄河泛滥淹没,现存公园是清朝乾隆年间(1773年)重修的,历史悠久,但目前没有佛事活动.公园东部有一定面积的水域(铁塔湖),水域面积比为0.23;南侧是百年名校河南大学明伦校区,学生约3万人,有3个大型食堂和1个热力中心;东、北、西三面分别是东环城路、北环城路和解放路,车流量较大.公园周围汽车燃油和燃煤不完全燃烧可能是灰尘PAHs的主要来源,但强度不及相国寺公园.所以,该公园灰尘PAHs污染也达到中度污染,综合污染指数仅次于PX;健康风险接近潜在风险下限值.

公园PL位于开封老城北部,前身是北宋皇宫和明代周王府,1642年被黄河泛滥淹没,现存公园是康熙三十一年(1692年)修建的.龙亭公园周围居民少,水域面积比最大(0.54).所以,该公园灰尘PAHs污染程度较轻,不存在健康风险.

公园PQ位于开封老城区的西偏北部,是一个

大型仿宋综合性公园,周围空旷,无常驻居民,园内水域面积比为 0.25,园区北侧还有面积很大的水域(西北湖),建园时间短(距今仅 18 a).因此,该公园灰尘 PAHs 没有发生污染,亦不存在健康风险.

#### 4.2 灰尘 PAHs 源解析

低分子量 PAHs 组分多来源于石油类泄露,高分子量组分多来源于有机物不完全燃烧,二者的比值可以用来标识 PAHs 的主要来源.LMW/HMW>1,指示 PAHs 主要来源于热解或石油类泄露;LMW/HMW<1,则来源于化石燃料的不完全燃烧(Fang *et al.*, 2004; Christensen *et al.*, 2005).经计算,开封市这 4 个公园除个别灰尘样点(占总样点数的 11.32%)的 LMW/HMW>1 外,绝大多数样点(占总样点数的 88.68%)的 LMW/HMW<1,平均为 0.65,表明灰尘 PAHs 主要来源于燃料的不完全燃烧.

应用 PAHs 特征化合物比值法也可以定性判别 PAHs 来源(Yunker *et al.*, 2002; Saeedi *et al.*, 2012; Jiang *et al.*, 2014).当  $Ant/(Ant + Phe) < 0.1$ 、 $Flu/(Flu + Pyr) < 0.4$ 、 $IP/(IP + BghiP) < 0.2$ 、 $BaA/(BaA + Chr) < 0.2$ ,主要为石油类来源; $Ant/(Ant + Phe) > 0.1$ ,代表混合燃烧源; $0.4 < Flu/(Flu + Pyr) < 0.5$ 、 $0.2 < BaA/(BaA + Chr) < 0.35$ 、 $0.2 < IP/(IP + BghiP) < 0.5$ ,主要来自石油产品的不完全燃烧; $IP/(IP + BghiP) > 0.5$ 、 $Flu/(Flu + Pyr) > 0.5$ 、 $BaA/(BaA + Chr) > 0.35$ ,主要来源于木材、煤炭及其他生物质的不完全燃烧.经计算,开封市公园灰尘  $Ant/(Ant + Phe)$  变化在 0.09~0.65 之间,平均为 0.58; $Flu/(Flu + Pyr)$  变化在 0.00~1.00 之间,平均为 0.41; $IP/(IP + BghiP)$  变化在 0.00~1.00 之间,平均为 0.53; $BaA/(BaA + Chr)$  变化在 0.02~0.60 之间,平均值为 0.28.所以,从总体上看,开封市公园灰尘 PAHs 主要来自于煤、石油和生物质的不完全燃烧的混合源.

根据各公园灰尘 4 种 PAHs 特征化合物比值(图 6),可以反映不同公园灰尘 PAHs 来源的差别.图 6 显示,虽然开封市公园灰尘中的 PAHs 来源多样,均属混合性来源,但不同公园略有差别.PT 和 PQ 灰尘中的 PAHs 来源相似,主要来源于石油泄漏和石油燃烧;PX 灰尘中的 PAHs 来源复杂,既有石油不完全燃烧和油泄漏,也有煤和生物质燃烧源;PL 公园灰尘中的 PAHs 主要来源于石油燃烧.

多数学者认为,城市地表灰尘中 PAHs 主要来源于化石燃料和煤燃烧的混合源,且以柴油和汽油燃烧为主,交通排放源和煤燃烧是最主要的来源

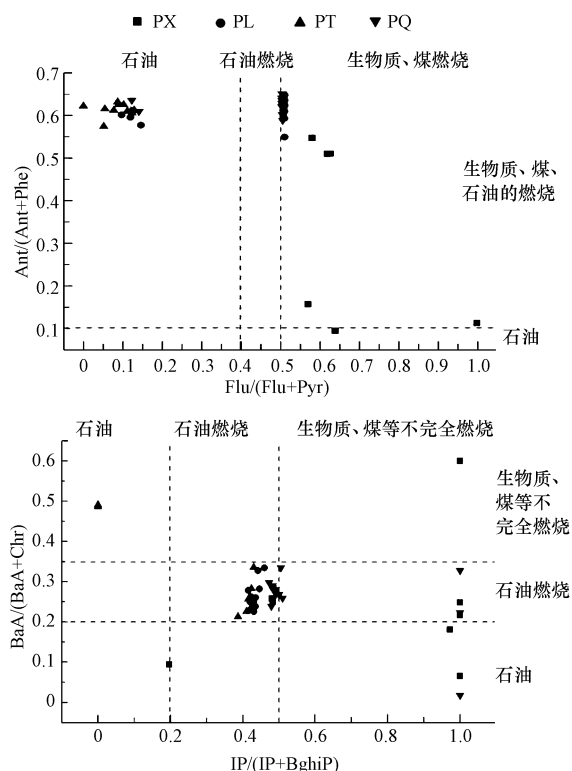


图 6 不同公园灰尘 PAHs 特征化合物比值

Fig.6 Source identification with compositional analysis of PAHs in surface dust from parks in Kaifeng

(Wang *et al.*, 2011a; 王娅等, 2012; Saeedi *et al.*, 2012; Jiang *et al.*, 2014; 王丽等, Soltani *et al.*, 2015; 向丽等, 2016).有些学者(郭佳佳等, 2012)认为道路灰尘中 PAHs 主要来源于石油及其精炼产品的不完全燃烧和木材、煤的燃烧,其中,煤的燃烧是最主要来源.对于开封市公园灰尘来说,灰尘中 PAHs 主要源于煤、石油和生物质不完全燃烧的混合源,且不同排放源均有贡献.之所以本研究的结论与以往学者的存在一定差异,主要是因为研究对象不同的缘故.以往学者都是以城市街道灰尘或室内灰尘为研究对象,而本研究的对象是公园灰尘,虽然公园灰尘 PAHs 含量低于街道灰尘,但其来源更为复杂,既有内生源又有一定的外源性输入.

## 5 结论(Conclusions)

1) 开封市公园灰尘 PAHs 的平均含量为  $1320.10 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 低于多数已报道的城市街道灰尘.相国寺灰尘 PAHs 含量 ( $2472.00 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) > 铁塔公园 ( $1527.64 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) > 龙亭公园 ( $1066.22 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) > 清明上河园 ( $887.09 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). 公园灰尘 PAHs 以



4~5 环化合物为主,平均 LMW/HMW 为 0.65.

2) 相国寺、铁塔公园、龙亭公园灰尘存在不同程度的 PAHs 污染,其中,相国寺为重污染,铁塔公园为中污染,龙亭公园为轻污染,清明上河园无污染.

3) 相国寺灰尘 PAHs 的 CR 超过  $10^{-6}$ , 存在人体可耐受潜在致癌风险,值得引起人们重视;其他公园不存在致癌风险.皮肤接触是最主要的 PAHs 暴露途径,而呼吸接触途径可忽略不计.儿童健康风险要高于成人.

4) 影响公园灰尘 PAHs 含量、污染程度和健康风险的因素非常复杂,是建园时间、地理位置、公园性质、游客密度及周边环境状况等多种因素综合的结果.

5) 开封市公园地表灰尘中 PAHs 主要来源于煤、石油和生物质的燃烧,部分来源于石油泄漏,基本属于混合型来源.

**致谢:**样品采集和实验分析得到河南大学 2012 级环境科学专业本科生赵贝贝、张梦娜、李萌菲、刘思源、张秀芝、张孝帅同学的帮助,在此表示感谢!

**责任作者简介:**马建华(1958—),男,教授,博士生导师,主要从事环境地理学和自然地理学研究.E-mail: mjh@henu.edu.cn.

#### 参考文献(References):

Aannokke G J.1990.MT-TNO Research into the Biodegradation of Soils and Sediments Contaminated with Oils and PAHs//Arendt F, Hinsenveld M, Van Den Brink W J.Contaminated Soils'90[M].New York: Kluwer Academic Publishes.941-945

Bandowe B A M, Nkansah M A.2016.Occurrence, distribution and health risk from polycyclic aromatic compounds (PAHs, oxygenated-PAHs and azaarenes) in street dust from a major West African Metropolis [J].Science of the Total Environment, 553: 439-449

Boonyatumanond R, Murakami M, Wattayakorn G, et al.2007.Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust in a tropical Asian mega-city, Bangkok, Thailand [J]. Science of the Total Environment, 384(1): 420-432

Christensen E R, Bzdusek P A.2005.PAHs in sediments of the Black River and the Ashtabula River, Ohio: source apportionment by factor analysis[J].Water Research, 39(4): 511-524

杜芳芳, 杨毅, 刘敏, 等.2014.上海市表层土壤中多环芳烃的分布特征与源解析[J].中国环境科学, 34(4): 989-995

Fang G C, Chang C N, Wu Y S, et al.2004.Characterization, identification of ambient air and road dust polycyclic aromatic hydrocarbons in central Taiwan, Taichung[J].Science of the Total Environment, 327

(1): 135-146

Ferreira-Baptista L, De Miguel E.2005.Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment [J]. Atmospheric Environment, 39(25): 4501-4512

郭佳佳.2012.新乡市道路灰尘中典型 POPs 的污染特征研究[D].新乡:河南师范大学

Inomata Y, Kajino M, Sato K, et al.2012. Emission and atmospheric transport of particulate PAHs in Northeast Asia [J].Environmental Science & Technology, 46(9): 4941-4949

Jiang Y, Hu X, Yves U J, et al.2014. Status, source and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in street dust of an industrial city, NW China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 106: 11-18

开封市统计局.2014.开封市统计年鉴[M].开封:开封市统计局

Larsen R K, Baker J E.2003.Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: a comparison of three methods [J]. Environmental Science & Technology, 37(9): 1873-1881

李海燕, 段丹丹, 黄文, 等.2014.珠江三角洲表层水中多环芳烃的季节分布, 来源和原位分配 [J]. 环境科学学报, 34(12): 2963-2972

Liang J, Fang H, Wu L, et al.2016. Characterization, distribution, and source analysis of metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) of atmospheric bulk deposition in Shanghai, China [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 227(7): 1-14

Liu M, Cheng S B, Ou D N, et al.2007.Characterization, identification of road dust PAHs in central Shanghai areas, China [J]. Atmospheric Environment, 41(38): 8785-8795

卢福峰, 邢核, 许秀艳, 等.2007.ASE 萃取-SPE 净化-HPLC 法测定土壤中多环芳烃[J].环境监测管理与技术, 19(3): 25-27

Lorenzi D, Entwistle J A, Cave M, et al.2011.Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust: implications for human health [J].Chemosphere, 83(7): 970-977

马晓轩, 冉勇, 邢宝山, 等.2007.珠江三角洲一些菜地土壤中多环芳烃的含量及来源[J].环境科学学报, 27(10): 1727-1733

Mannino M R, Orecchio S.2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dust matter of Palermo (Italy) area: extraction, GC - MS analysis, distribution and sources [J]. Atmospheric Environment, 42(8): 1801-1817

Miguel A H, Pereira P A P.1989.Benzo (k) fluoranthene, benzo (ghi) perylene, and indeno (1,2,3-cd) pyrene: new tracers of automotive emissions in receptor modeling [J]. Aerosol Science and Technology, 10(2): 292-295

Qi H, Li W L, Zhu N Z, et al.2014. Concentrations and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust in China [J]. Science of the Total Environment, 491: 100-107

Ravindra K, Sokhi R, Van Grieken R.2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation [J]. Atmospheric Environment, 42(13): 2895-2921

Saeedi M, Li L Y, Salmanzadeh M.2012. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran [J]. Journal of Hazardous Materials, 227-228:

- 9-17
- Shi G, Chen Z, Bi C, *et al.* 2011. A comparative study of health risk of potentially toxic metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China [ J ]. *Atmospheric Environment*, 45 ( 3 ): 764-771
- Soltani N, Keshavarzi B, Moore F, *et al.* 2015. Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons ( PAHs ) in road dust of Isfahan metropolis, Iran [ J ]. *Science of the Total Environment*, 505: 712-723
- Grimmer G, Naujack K W, Schneider D. 1981. Comparison of the profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons in different areas of a city by glass-capillary-gas-chromatography in the nanogram-range [ J ]. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 10 ( 3/4 ): 265-276
- US EPA. 2001. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites [ R ]. 9355 4-24. Washington D.C.; US EPA
- 王丽, 王利军, 史兴民, 等. 2016. 西安市地表灰尘中多环芳烃分布特征与来源解析 [ J ]. *环境科学*, 37 ( 4 ): 1279-1285
- Wang W, Huang M, Kang Y, *et al.* 2011a. Polycyclic aromatic hydrocarbons ( PAHs ) in urban surface dust of Guangzhou, China: status, sources and human health risk assessment [ J ]. *Science of the Total Environment*, 409 ( 21 ): 4519-4527
- Wang N, Lang Y, Cheng F, *et al.* 2011b. Concentrations, sources and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons ( PAHs ) in soils of Liaohe estuarine wetland [ J ]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87 ( 4 ): 463-468
- 王娅, 贺华中, 林野, 等. 2012. 贵阳市道路地表灰尘中多环芳烃的分布特征及生态风险评估 [ J ]. *华中师范大学学报 ( 自然科学版 )*, 46 ( 4 ): 483-487
- 向丽, 李迎霞, 史江红, 等. 2010. 北京城区道路灰尘重金属和多环芳烃污染状况探析 [ J ]. *环境科学*, 31 ( 1 ): 159-167
- Wei C, Bandowe B A M, Han Y, *et al.* 2015. Polycyclic aromatic hydrocarbons ( PAHs ) and their derivatives ( alkyl-PAHs, oxygenated-PAHs, nitrated-PAHs and azaarenes ) in urban road dusts from Xi'an, Central China [ J ]. *Chemosphere*, 134: 512-520
- Yap C K, Chew W Y, Tan S G. 2012. Heavy metal concentrations in ceiling fan and roadside car park dust collected from residential colleges in University Putra Malaysia, Serdang, Selangor [ J ]. *Pertanika Journal of Tropical Agricultural Science*, 35 ( 1 ): 75-83
- Yunker M B, Macdonald R W, Vingarzan R, *et al.* 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition [ J ]. *Organic Geochemistry*, 33 ( 4 ): 489-515
- Zhang S, Zhang W, Shen Y, *et al.* 2008. Dry deposition of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons ( PAHs ) in the southeast suburb of Beijing, China [ J ]. *Atmospheric Research*, 89 ( 1 ): 138-148
- Zheng X, Yang Y, Liu M, *et al.* 2016. PAH determination based on a rapid and novel gas purge-microsyringe extraction ( GP-MSE ) technique in road dust of Shanghai, China: Characterization, source apportionment, and health risk assessment [ J ]. *Science of The Total Environment*, 557: 688-696
- 周宏仓, 张翠翠, 蔡华侠, 等. 2010. 空调滤网灰尘中多环芳烃分布特征及来源研究 [ J ]. *中国环境科学*, 30 ( 10 ): 1303-1308